Agriculture, Pêcheries et Alimentation
Québec

Document de travail
Direction générale des pêches et de l'aquaculture commerciales

LES REJETS DES STATIONS PISCICOLES ET LEURS IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Par

Guy Ouellet
Biologiste

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
Direction de l'innovation et des technologies
Station technologique piscicole des eaux douces
200, chemin Sainte-Foy, 12e étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Février 1999

Session de perfectionnement planifiée par le Comité de développement des ressources humaines de la table filière en aquiculture d'eau douce et organisée par l'Association des Aquiculteurs du Québec, Yamachiche (Québec), 25 février 1999.

106-06222/

TABLE DES MATIÈRES

PAGE

1. Introduction 1

2. Impacts potentiels des activités piscicoles et réglementation afférente 2

Les impacts 2
La réglementation 3

3. Le phosphore dans le milieu aquatique et le phénomène d'eutrophisation 3

Le phosphore 4
Le phénomène d'eutrophisation 5

4. Critères de qualité de l'eau 8

5. Calcul des objectifs environnementaux de rejets (OER) 10

Les données de base 11
Les méthodes de calcul 13

6. Réglementations applicables à la pisciculture 15

7. Évaluation des rejets par les stations piscicoles 18

L'excrétion par les poissons 18
Calcul des rejets selon une méthode théorique 23
Les résultats de l'étude de caractérisation MAPAQ – A.A.Q. - MEF 24
Comparaison des rejets piscicoles avec d'autres types d'industrie 28

8. Méthodes de réduction des rejets de phosphore 30

Réduction à la source 30
Réduction dans les effluents 33

9. Conclusion 36

Références 37

LISTE DES TABLEAUX

PAGE

Tableau 1 : Classification trophique des lacs. 8

Tableau 2 : Principaux critères de qualité de l'eau selon les usages..... 12

Tableau 3 : Données théoriques de la qualité amont selon l'utilisation du territoire. 13

Tableau 4 : Période d'application des objectifs environnementaux de rejet. 15

Tableau 5 : Exigences dans différents pays ou provinces sur les critères de qualité de l'eau pour protéger la vie aquatique. 16

Tableau 6 : Critères de qualité de l'eau pour le phosphore dans différentes provinces canadiennes et états américains. 17

Tableau 7 : Directives ou règlements applicables aux activités piscicoles dans d'autres provinces ou pays. 18

Tableau 8 : Concentrations moyennes à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation de 4 stations piscicoles..... 25

Tableau 9 : Efficacités moyennes des étangs de sédimentation de 4 stations piscicoles. 26

Tableau 10 : Bilans massiques moyens à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation de 4 stations piscicoles..... 27

Tableau 11 : Concentrations moyennes observées dans les cours d'eau récepteurs de 5 stations piscicoles. 28

Tableau 12 : Concentrations de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels. 29

Tableau 13 : Apports massiques de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels. 30

LISTE DES FIGURES

PAGE

Figure 1 : Diagramme du cycle du phosphore en milieu naturel (modifié de Correll, 1998). 5

Figure 2 : Distribution verticale de la concentration estivale en phosphore et en oxygène dans un lac oligotrophe ou eutrophe (modifié de Wetzel, 1983). 7

Figure 3 : Représentation schématique du bilan de l'azote chez la truite arc-en-ciel. 19

Figure 4 : Représentation schématique du bilan du phosphore chez la truite arc-en-ciel. 21

Figure 5 : Solubilisation du phosphore contenu dans des fécès de truites (d'après les données de Garcia-Ruiz et Hall, 1996). 22

Figure 6 : Solubilisation du phosphore contenu dans des granulés d'aliments à truites (d'après les données de Garcia-Ruiz et Hall, 1996)..... 23

Figure 7 : Effet sur les rejets en phosphore du taux de conversion alimentaire et du contenu en phosphore dans l'aliment. 32

1. Introduction

La production piscicole québécoise a progressé depuis 20 ans, passant de 43 tonnes en 1976 à 1 900 tonnes en 1996 (Morin, 1998). Celle-ci est surtout constituée d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) destinée au marché de l'ensemencement et de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), pour le marché de la consommation. L'augmentation de la production a été plus forte depuis 1993 et était surtout destinée à ce dernier marché qui présente un bon potentiel de croissance. Le nombre d'entreprises produisant plus de 10 tonnes annuellement a augmenté depuis 1989, ce qui reflète une intensification de la production au Québec. La production québécoise de truite est cependant inférieure à celle de l'Ontario qui aurait été de 3 200 à 3 400 tonnes en 1995 (Moccia et Bevan, 1996). La production mondiale de truite arc-en-ciel a été de 330 500 tonnes en 1994, les principaux producteurs étant la France et le Danemark avec plus de 40 000 tonnes chacun (New, 1997). Le volume de production de l'industrie québécoise est donc faible sur l'échelle mondiale.

Pour que leurs entreprises deviennent rentables, les pisciculteurs ont dû, pour la plupart, intensifier leur production, utilisant l'eau au maximum et maintenant des inventaires élevés de poisson. Cette intensification de la pisciculture pourrait entraîner certains impacts sur l'environnement. Des changements typiques à la qualité de l'eau après son utilisation à des fins piscicoles sont (UMA Engineering, 1988) :

- diminution de la quantité d'oxygène ;
- augmentation des composés reliés au métabolisme du poisson tels que les déchets organiques, les composés azotés et le phosphore ;
- changement de la température de l'eau ;
- changement du pH selon le métabolisme du poisson et la capacité tampon de l'eau ;
- augmentation des solides en suspension, des solides sédimentables et du phosphore reliés aux aliments non ingérés.

La composition des aliments, leur digestibilité et le taux de conversion alimentaire conditionnent en grande partie le niveau des rejets dus à l'activité piscicole, et donc la libération dans le milieu naturel de matières organiques et de nutriments (phosphore et azote) (Ackefors et Enell, 1994). Ceux-ci peuvent amener des changements dans les écosystèmes, particulièrement l'eutrophisation des milieux aquatiques.

Les risques d'eutrophisation du milieu par les activités piscicoles constituent, pour l'instant, un frein au développement de plusieurs entreprises. Plusieurs pisciculteurs sont conscients de ces contraintes et sont désireux d'y apporter des solutions. Mais souvent ceux-ci ne connaissent pas l'importance des rejets de leurs entreprises, ni leur impact sur le milieu ni la façon d'y remédier.

Dans ce cadre, une étude de caractérisation des effluents piscicoles a été réalisée au Québec en 1996 et 1997 (Ouellet, 1998). Les objectifs de ce travail étaient de caractériser les effluents de stations piscicoles de grande taille et la qualité des cours

d'eau récepteurs, afin d'évaluer par la suite quels types d'équipements pourraient être efficaces pour leur traitement. Ce projet consistait à échantillonner les effluents de 5 stations piscicoles commerciales de grande taille, ainsi que l'eau des rivières réceptrices. Les résultats de cette étude démontraient que des stations piscicoles différentes avaient des rejets similaires si elles avaient des charges de poissons équivalentes par rapport à leur débit. Les effluents étaient très dilués et les charges rejetées dans l'environnement étaient assez faibles relativement à d'autres secteurs d'activités. De tous les paramètres analysés, les rejets de phosphore étaient les seuls à amener des dépassements des critères de qualité d'eau du ministère de l'Environnement et de la Faune.

Avant tout projet de construction ou d'expansion, tout promoteur doit obtenir, du ministère de l'Environnement et de la Faune, un certificat d'autorisation conformément à la *Loi sur la qualité de l'environnement* (Q-2). Depuis quelques années, ces certificats sont beaucoup plus difficiles à obtenir, et plusieurs entrepreneurs n'en comprennent pas les raisons.

Le présent document vise donc à présenter les impacts potentiels des activités piscicoles sur les milieux aquatiques, particulièrement le phénomène d'eutrophisation par le phosphore. Les notions de critères de qualité de l'eau et d'objectifs environnementaux de rejets seront définies. Des méthodes d'évaluation des rejets par les stations piscicoles seront présentées. Quelques réglementations existantes dans différents pays seront comparées, ainsi que les charges rejetées par différents effluents domestiques ou industriels. Enfin, différentes méthodes de réduction des rejets de phosphore seront brièvement exposées.

2. Impacts potentiels des activités piscicoles et réglementation afférente

Les impacts

Les activités piscicoles peuvent avoir des impacts de plusieurs types sur les milieux environnants. L'aménagement des infrastructures trop près des rives naturelles des cours d'eau peut contribuer à déstabiliser ces dernières. L'alimentation en eau souterraine peut affecter le rendement des puits déjà existants si le potentiel de la nappe n'a pas été analysé au préalable. L'aménagement d'une prise d'eau de surface en rivière peut obstruer la libre circulation de l'eau et de la faune aquatique ou encore déstabiliser les rives naturelles. Si cette prise d'eau amène une diminution trop importante du débit de la rivière, on peut observer un réchauffement des eaux, une modification de la faune aquatique ou de sa qualité esthétique. Une charge trop importante en nutriments dans les effluents par rapport à la capacité du milieu récepteur peut amener l'eutrophisation de ce dernier. Les impacts peuvent alors être de divers ordre tels que blooms phytoplanctoniques, diminution de la concentration en oxygène dissous, problèmes d'esthétique et d'odeurs, perte ou modification d'habitats, mortalité de poissons, déplacement des espèces (tolérantes vs non tolérantes), perte d'usages récréo-touristiques et dévaluation des propriétés riveraines. Il peut aussi y avoir des

poissons qui s'échappent des élevages, amenant de la compétition avec les espèces indigènes, l'introduction de maladies ou de nouvelles espèces dans le milieu naturel.

La pisciculture peut aussi avoir des impacts plus positifs tels que le refroidissement des eaux en été ou l'augmentation du débit du cours d'eau récepteur lorsque la station piscicole fonctionne avec un apport important en eau souterraine.

La réglementation

Pour contrer plusieurs de ces problèmes potentiels, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) a mis en place plusieurs règlements ou directives établis en vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (Q-2) ou de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (C-61.1). On peut citer, entre autres, la directive sur les pisciculture (D-027) qui donnait des détails de construction à respecter pour certains ouvrages et qui imposait des bandes de protection minimales entre les infrastructures piscicoles et les plans d'eau, ainsi que la sédimentation des particules en suspension des effluents piscicoles avant leur rejet dans le milieu récepteur (Morin, 1997). Cette directive a été abrogée à la fin 1997 et est présentement en révision. Le MEF étudie aussi un projet de règlement sur le captage des eaux souterraines visant à contrôler son utilisation. La fiche technique no. 14 du MEF, mise à jour en 1996, limite la quantité totale d'eau qui peut être prise dans un cours d'eau à 20 % du débit d'étiage de récurrence 2 ans calculé sur 7 jours consécutifs (Q_{2-7}), et donne des directives sur la localisation et la construction des ouvrages de captage. Le *Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons* limite la production piscicole et les activités d'ensemencement et de transport selon les régions du territoire québécois afin de protéger l'intégrité de la faune sauvage (Morin, 1997).

Ces différentes dispositions permettent de mitiger la majorité des impacts potentiels de la pisciculture, sauf les rejets de nutriments. C'est pour cela que le MEF est à préparer une nouvelle directive sur les exigences environnementales applicables à la pisciculture, et utilise en attendant l'approche de protection du milieu aquatique basée sur les objectifs environnementaux de rejet (OER).

3. Le phosphore dans le milieu aquatique et le phénomène d'eutrophisation

L'eutrophisation est un concept qui désigne un changement dans la productivité d'un milieu suite au surenrichissement de ses eaux par des substances nutritives minérales (Correll, 1998). Ceci amène, entre autres, une augmentation de la production et de la biomasse phytoplanctonique et par conséquent, une diminution de la transparence de l'eau. Il est connu que le phosphore, mais rarement l'azote, est l'élément limitant de la croissance du phytoplancton et des plantes aquatiques en eau douce (Wetzel, 1983 ; Ackefors et Enell, 1994 ; Painchaud, 1997). Ce paramètre est donc celui qui a le plus d'influence, dans la majorité des cas, sur l'eutrophisation des milieux aquatiques d'eau douce. En milieu marin, l'azote est l'élément limitant, tandis que les estuaires et les

plateaux continentaux sont des zones de transition où le phosphore et l'azote peuvent tous deux créer des problèmes (Correll, 1998).

Le phosphore

Le phosphore est un des 6 éléments essentiels à la vie, avec le carbone, l'azote, l'hydrogène, l'oxygène et le soufre. Parmi ces 6 éléments essentiels, le phosphore est le moins abondant dans les eaux douces, ce qui explique qu'il est souvent l'élément limitant pour la productivité biologique (Wetzel, 1983). En milieu marin, on croit que l'azote devient l'élément limitant à cause des pertes importantes vers l'atmosphère par dénitrification et d'un recyclage plus efficace du phosphore dans les estuaires (Correll, 1998).

Le phosphore est un composant des acides nucléiques (ADN, ARN) et de plusieurs métabolites intermédiaires tels les adénosines phosphates (ATP, ADP, AMP). Tous ceux-ci font intégralement partie du métabolisme de toutes les formes de vie. Dans le poisson, le phosphore se retrouve en majorité dans les os (86 à 88 %) ; le reste est dans les cellules et les fluides extracellulaires (Lall, 1991).

Il y a peu de phosphore dans l'atmosphère terrestre, sauf à l'état de trace dans des émissions volcaniques. Le transport de phosphore dans l'atmosphère se fait donc par des poussières et est peu important dans le flux total de cet élément. De même, il y a relativement peu de phosphore libre dans les eaux souterraines, sauf dans les bassins versants d'origine volcanique ou dans les sols saturés en eau et anoxiques (Correll, 1998). Les apports de phosphore dans le milieu aquatique se font donc surtout par les eaux de surface (précipitations, ruissellement de surface, cours d'eau) et par les apports anthropiques (installations septiques, réseaux d'égouts, effluents industriels, lessivage des terres cultivées du bassin versant). Sous certaines conditions, les sédiments d'un lac peuvent aussi être une source importante de phosphore.

Le phosphore arrive dans le milieu aquatique sous différentes phases particulaires ou dissoutes. Les formes particulaires incluent le phosphore présent dans les organismes vivants, le phosphore adsorbé sur des complexes inorganiques tels les argiles, les carbonates et les hydroxydes de fer, ainsi que le phosphore adsorbé sur des particules organiques mortes. Le phosphore dissous est composé d'orthophosphate (PO_4^{-3}), des polyphosphates qui proviennent souvent des détergents synthétiques, ainsi que des colloïdes organiques (Wetzel, 1983). De toutes ces formes, le phosphore inorganique soluble sous forme d'orthophosphate est le seul qui peut être assimilé par les organismes autotrophes comme les bactéries, les plantes et les algues.

Plus de 90 % du phosphore présent dans les milieux aquatiques se retrouve sous forme organique, et environ 70 % de celui-ci est sous forme particulaire. Le phosphore inorganique soluble ne constitue donc qu'une faible partie du phosphore total présent dans les milieux aquatiques. Dans les lacs tempérés, on estime que la proportion d'orthophosphate est inférieure à 5 % du phosphore total présent (Wetzel, 1983). Les orthophosphates sont utilisés très rapidement dans le milieu. Il est donc difficile et même

trompeur de les doser en milieu naturel. La mesure de la concentration du phosphore total est plus indicatrice de l'état trophique du milieu.

Le phénomène d'eutrophisation

Le phosphore est un élément très dynamique (figure 1). Les particules du seston peuvent relâcher des phosphates organiques en solution dans l'eau, lesquels peuvent ensuite être hydrolysés en orthophosphate par des processus chimiques ou enzymatiques. En été, cette transformation peut être très rapide (de 5 à 100 minutes), lorsque la demande est forte et qu'il y a peu d'apports (Wetzel, 1983). En hiver, ces processus peuvent être 100 fois plus lents. Une certaine proportion du phosphore organique et colloïdal dissous est aussi recyclée dans la colonne d'eau en orthophosphate, mais à un rythme beaucoup plus lent.

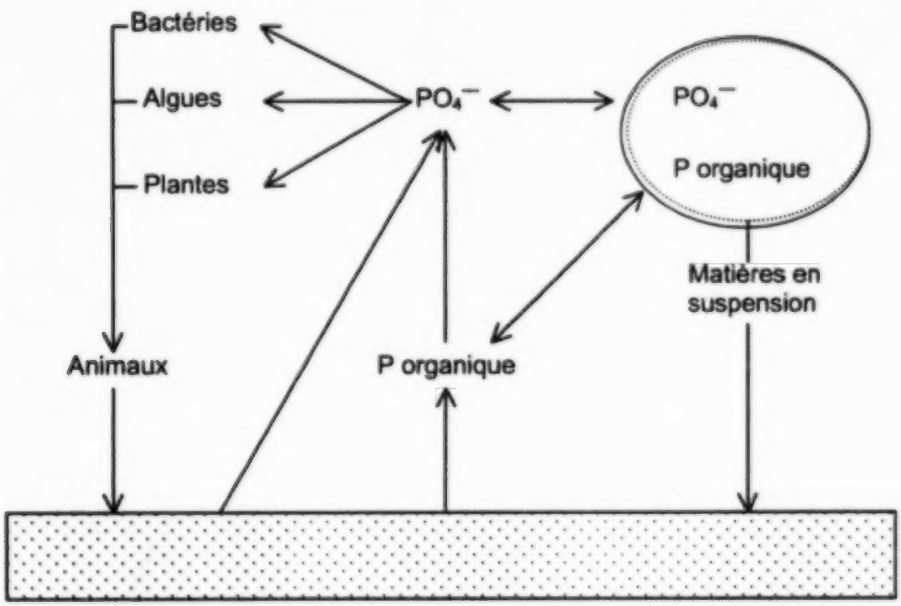


Figure 1 : Diagramme du cycle du phosphore en milieu naturel (modifié de Correll, 1998).

Les particules organiques du seston ainsi que les organismes morts peuvent aussi se déposer au fond où l'action des bactéries transformera le phosphore qui y est contenu en orthophosphate. Ce phosphore dissous est relâché dans les eaux interstitielles du sédiment. Cependant, ces ions orthophosphate ne peuvent ensuite diffuser vers la colonne d'eau puisqu'ils sont adsorbés, à la surface des sédiments, par des hydroxydes de fer, de manganèse ou d'aluminium. Les liens avec ces hydroxydes sont particulièrement forts tant que la couche de surface des sédiments est oxydée. Le phosphore est ainsi fixé dans les sédiments et enlevé du système trophique.

Dans les lacs productifs, une grande quantité de matière organique est déposée au fond. L'activité bactérienne nécessaire pour décomposer celle-ci peut alors consommer tout l'oxygène disponible dans l'eau près du fond. Comme l'hypolimnion devient anoxique, la couche oxydée de surface des sédiments disparaît. Les ions ferriques sont réduits à l'état ferreux, les liens sont affaiblis et les ions phosphate passent alors librement dans l'eau. Une part importante du phosphore total de l'hypolimnion est alors sous forme d'orthophosphate et est donc directement disponible pour les organismes autotrophes. Lors du brassage automnal, il y a réoxygénation des eaux de l'hypolimnion, oxydation et précipitation des ions ferreux et du manganèse qui adsorbent en même temps les ions phosphate dans l'eau. Comme les ions ferriques relâchés par les sédiments sont toujours plus nombreux que les ions phosphate, ces derniers sont en général tous précipités.

Cependant, dans les lacs très productifs, la décomposition de la matière organique dans l'hypolimnion amène, en plus des conditions anoxiques, la production de sulfure d'hydrogène (H_2S). Celui-ci forme avec les ions ferreux des sulfures de fer (FeS). Ceux-ci sont très insolubles et précipitent. Si ce processus prend de l'importance, il peut y avoir suffisamment de fer enlevé pour que les ions phosphate ne soient pas tous précipités au brassage automnal. Ceux-ci sont alors ramenés dans les eaux de surface qu'ils enrichiront. Cet apport est appelé la charge interne en phosphore du lac. La situation pourrait ensuite aller en empirant jusqu'à l'eutrophisation complète du lac. La figure 2 compare les profils verticaux de la concentration en phosphore et en oxygène dans des lacs oligotrophe et eutrophe.

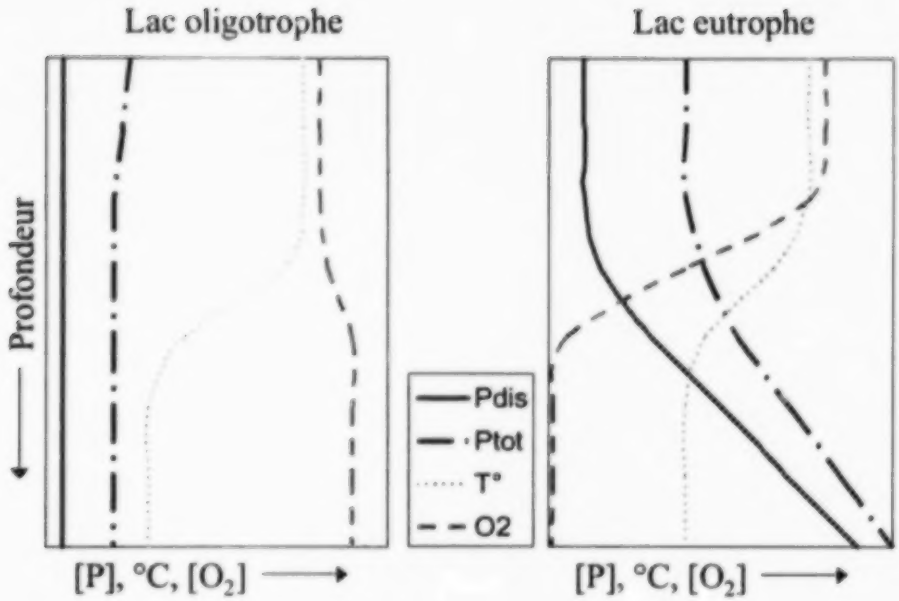


Figure 2 : Distribution verticale de la concentration estivale en phosphore et en oxygène dans un lac oligotrophe ou eutrophe (modifié de Wetzel, 1983).

Dans les rivières, il n'y a généralement pas de périodes anaérobiques et il n'y aurait donc pas de relâchement de quantités importantes de phosphate par les sédiments. Il y aurait cependant un processus différent en rivière qui est appelé « spirale » (Correll, 1998). Dans ce processus, le phosphore est fixé par les épiphytes (bactéries et algues), les plantes aquatiques ou les sédiments. Il est ensuite relâché dans l'eau par différents processus (décomposition, brassage des sédiments, etc.), refixé en aval pour être relâché plus tard. Tout le phosphore finirait ainsi par se retrouver dans les lacs. Ce processus est à la base de la notion de phosphore conservatif appliqué par le ministère de l'Environnement et de la Faune dans le calcul des objectifs environnementaux de rejets. Cette théorie n'est cependant pas acceptée par tous les chercheurs. Des travaux supplémentaires seraient probablement nécessaires pour démontrer l'impact réel de cette théorie de la spirale.

Une classification de l'état trophique des lacs a été établie dans le cadre d'un programme international sur l'eutrophisation (tableau 1). Celle-ci permet de classifier un lac selon la concentration moyenne de ses eaux en phosphore, azote ou chlorophylle *a*.

Tableau 1 : Classification trophique des lacs.

Paramètre	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe
Phosphore total (mg/L)	0,008 (0,003 – 0,018)	0,027 (0,011 – 0,096)	0,084 (0,016 – 0,386)
Azote total (mg/L)	0,661 (0,307 – 1,630)	0,753 (0,361 – 1,387)	1,875 (0,303 – 6,100)
Chlorophylle *a* (mg/L)	0,002 (0,0003 – 0,005)	0,005 (0,003 – 0,011)	0,014 (0,003 – 0,078)
Transparence (m)	9,9 (5,4 – 28,3)	4,2 (1,5 – 8,1)	2,45 (0,8 – 7,0)

modifié de Wetzel (1983)

En résumé, l'eutrophisation d'un milieu se produit quand celui-ci évolue vers un état plus riche en nutriments. Les signes caractéristiques sont :

- augmentation de la production et de la biomasse phytoplanctonique ;
- diminution de la transparence de l'eau à cause de l'augmentation de la production phytoplanctonique ;
- augmentation de la consommation d'oxygène due à la décomposition de la matière organique ;
- possibilité de développement de conditions anoxiques près du fond, qui pourraient alors amener un relâchement de nutriments liés aux sédiments ;
- changement de la composition et de la diversité des communautés biologiques.

4. Critères de qualité de l'eau

Le ministère de l'Environnement et de la Faune a pour mission de s'assurer de la protection de l'environnement ainsi que de la conservation et de la mise en valeur de la faune et de ses habitats. Une approche de protection du milieu aquatique a été définie par ce ministère pour permettre de préserver la diversité, la productivité et la pérennité des écosystèmes aquatiques, de même que pour réduire l'exposition des personnes et des espèces aux substances toxiques (MEF, 1998). Cette approche s'appuie sur des critères de qualité de l'eau que le MEF a définis pour les principaux usages de l'eau de surface. Ces critères, lorsqu'ils sont respectés, permettent la protection des usages en limitant le rejet des contaminants qui proviennent d'eaux usées déversées dans le milieu aquatique. Les critères pour plus de 300 contaminants sont présentés dans le document « Critères de qualité de l'eau de surface au Québec » dont la dernière version a été publiée en 1998 (MEF, 1998) et qui est aussi disponible sur Internet (http://www.mef.gouv.qc.ca/fr/environn/criteres_eau/index.htm).

Les critères de qualité de l'eau sont rarement utilisés directement comme valeur limite à respecter dans un effluent. Ils ne constituent pas non plus des normes. Ils servent plutôt à évaluer la santé des écosystèmes aquatiques et sont à la base du calcul des objectifs environnementaux de rejets (OER). Ce sont ces derniers qui sont utilisés pour limiter les rejets de contaminants dans un effluent donné.

Il existe trois types de critères de qualité de l'eau : les critères narratifs qui fournissent des règles générales pour protéger principalement la qualité esthétique des plans d'eau ; les critères de toxicité globale qui visent à vérifier, par une combinaison de tests, la toxicité d'un mélange de substances ; les critères numériques qui spécifient les concentrations seuils qui ne doivent pas être dépassées pour chaque contaminant et pour chaque usage (MEF, 1998). Les critères numériques ne permettent donc pas de considérer les effets de synergie, d'additivité ou d'antagonisme provenant du mélange de plusieurs contaminants entre eux. Ce sont les tests de toxicité qui permettent en partie de vérifier ces effets combinés.

Les usages de l'eau reconnus par le MEF sont : les sources d'eau destinées à la consommation, la consommation d'organismes aquatiques, la vie aquatique, la faune terrestre et avienne piscivore ainsi que les activités récréatives. Les critères visant à protéger les 2 premiers usages se nomment critères de santé humaine (consommation d'eau et d'organismes aquatiques) et (consommation d'organismes aquatiques seulement). Pour la protection de la vie aquatique, il y a les critères de vie aquatique aigus ou chroniques. Les 2 derniers usages sont protégés par les critères de faune piscivore et les critères d'activités récréatives et d'esthétique. Dans ce dernier cas, la portée du critère est spécifiée (usage à contact primaire, à contact secondaire ou à caractère esthétique).

Les critères de santé humaine (CSH) représentent les concentrations de contaminants à ne pas dépasser dans le milieu pour protéger la population des impacts néfastes engendrés par la consommation d'eau et d'organismes aquatiques contaminés. Les CSH (eau et organismes aquatiques) protègent à long terme la santé des individus qui consomment de l'eau et des organismes aquatiques venant d'un même plan d'eau. Les CSH (organismes aquatiques seulement) protègent à long terme la santé des individus qui ne consomment que des organismes aquatiques venant d'un plan d'eau. Ces critères sont basés sur l'estimation du danger de la substance et sur une exposition potentielle des individus sur toute la durée de leur vie (MEF, 1998). L'élaboration des CSH prend en compte le potentiel cancérigène des substances, leur facteur de bioaccumulation dans les organismes, les contraintes esthétiques du milieu et les seuils de goût et d'odeur des substances dans l'eau. Les CSH sont basés sur des aspects organoleptiques ou esthétiques lorsque ces effets se produisent à des concentrations inférieures à celles définies sur la base des effets sur la santé.

Les critères de vie aquatique représentent les concentrations de contaminants à ne pas dépasser dans le milieu pour protéger les organismes aquatiques des impacts attribuables à ces contaminants. Il existe deux critères de vie aquatique basés sur la durée d'exposition. Un critère de vie aquatique (effet chronique) (CVAC) indique la

concentration maximale d'une substance qui ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques qui y sont exposés durant toute leur vie (MEF, 1998). Un critère de vie aquatique (toxicité aiguë) (CVAA) indique la concentration maximale à ne pas dépasser pour protéger les organismes pendant une exposition de courte durée. Les CVA sont définis à partir des résultats de tests de toxicité réalisés sur des espèces appartenant à au moins six familles d'organismes aquatiques différents. Les CVAA sont établis à partir des tests de concentration létale pour 50 % des organismes. Les CVAC sont déterminés à partir des concentrations entraînant des effets observables sur des fonctions vitales telles que la croissance ou la reproduction, ainsi que des seuils amenant des détériorations du goût, de l'odeur ou de la couleur de la chair des organismes (MEF 1998). Les CVAC visent aussi à protéger les organismes aquatiques contre les effets indirects des polluants conventionnels (baisse en oxygène, eutrophisation, envasement des frayères).

Les critères de qualité pour la faune piscivore correspondent aux concentrations de substances dans l'eau qui ne causeront pas, sur plusieurs générations, de réduction significative de la viabilité d'une population animale exposée par sa consommation d'eau ou son alimentation (MEF, 1998). Les populations visées par ce critère sont les espèces non domestiques de mammifères et d'oiseaux.

Les critères d'activités récréatives et d'esthétique visent à prévenir les dangers pour la santé liés au contact primaire (baignade, planche à voile) ou au contact secondaire (canotage, pêche, navigation de plaisance) avec l'eau. De plus, ce type de critère vise aussi à protéger les qualités esthétiques du milieu aquatique pour les aménagements riverains (parc, haltes routières, campings).

Pour élaborer ces différents critères, le MEF a consulté plusieurs sources provenant de différents organismes officiels tels que le Conseil canadien des ministres en Environnement (CCME), l'U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA), l'Organisation mondiale de la santé (OMS), Santé Canada (SC), la Commission des Communautés européennes (CCE) et les ministères de l'environnement des provinces canadiennes et des États américains. Le MEF a aussi adopté une méthode pour calculer des critères de qualité pour des contaminants qui n'en ont pas déjà de reconnus, mais pour lequel des données de toxicité sont disponibles (MENVIQ, 1990, rév. 1992).

5. Calcul des objectifs environnementaux de rejets (OER)

Dans son approche de protection du milieu aquatique, le ministère de l'Environnement et de la Faune élabore des objectifs environnementaux de rejet (OER) pour les sources de pollution de l'eau. Un OER représente les concentrations et charges maximales des différents contaminants qui peuvent être déversées dans le milieu récepteur tout en permettant le respect des critères de qualité de l'eau retenus pour assurer le maintien ou la récupération des usages identifiés.

Cette méthode a été développée dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux (PAEQ), lancé en 1978, pour planifier les interventions d'assainissement pour les sources de pollution ponctuelle. On a aussi étudié la possibilité de l'utiliser pour contrôler la pollution diffuse agricole (Gangbazo, 1997). Les OER servent donc à orienter la conception des ouvrages de traitement des eaux usées, tant municipales qu'industrielles, ou à évaluer l'acceptabilité environnementale d'un projet en comparant les OER et les performances épuratoires attendues. Il peut arriver cependant que les technologies soient inexistantes ou trop coûteuses pour permettre l'atteinte des OER. Dans le cas des ouvrages municipaux notamment, les objectifs sont alors traduits en « exigences de rejet » qui tiennent compte des limites de la technologie utilisée (Simoneau *et al.*, 1998). Pour certaines industries (pâtes et papiers, raffinerie de pétrole), des règlements spécifiques basés sur une approche technologique sont appliqués. Mais il est déjà arrivé que pour d'autres industries, les travaux d'assainissement exigés aient été définis sur une base technologique, sans tenir compte de la capacité du milieu récepteur ou des OER (Simoneau *et al.*, 1998).

Les données de base

Les données de base nécessaires pour le calcul des OER comprennent le débit moyen annuel de l'effluent, le débit d'étiage ($Q_{2\text{-}7}$) du cours d'eau récepteur au point de rejet, les critères de qualité de l'eau pour les usages à préserver et la qualité de l'eau en amont. Certaines autres données peuvent aussi être utiles telles que la localisation de l'émissaire, la profondeur et la largeur du cours d'eau au point de rejet et la vitesse du courant à l'étiage. Le MEF demande aussi une estimation des concentrations prévues dans l'effluent afin d'évaluer l'acceptabilité environnementale d'un nouveau projet avant l'émission du certificat d'autorisation.

Le débit d'étiage utilisé par le MEF dans ses calculs pour les contaminants conventionnels est généralement le $Q_{2\text{-}7}$ (aussi écrit 7 Q 2). Cette valeur correspond au débit minimum moyen journalier calculé sur sept jours consécutifs selon une récurrence de deux ans, c'est-à-dire qu'il pourrait se produire à une fréquence d'une fois en 2 ans. Le $Q_{2\text{-}7}$ est établi par calcul de la superficie du bassin versant et comparaison avec des données statistiques observées dans le réseau des stations hydrométriques du MEF.

Le tableau 2 présente les principaux critères de qualité de l'eau selon les usages. Le MEF choisit en général le critère de qualité le plus contraignant, pour protéger l'usage le plus vulnérable. De plus, dans des habitats sensibles (par exemple dans les lacs à touladis), une validation peut être nécessaire avec un modèle de comportement de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion.

Tableau 2 : Principaux critères de qualité de l'eau selon les usages.

Paramètre	Eau potable	Vie aquatique	Act. récréatives et esthétique
DBO_5	---	3,0 mg/L	---
MES	---	+ 10 mg/L	+ 30%
$N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$	1,5 mg/L	variable selon pH et T°	---
P_{total}	---	- pour les cours d'eau : 0,03 mg/L - pour les cours d'eau en amont de lacs si non problématiques : 0,02 mg/L - pour les lacs (période sans glace) : + 50% et ≤ 0,02 mg/L (si 0,01 ≤ conc. nat. ≤ 0,02) + 50% et ≤ 0,01 mg/L (si conc. nat. < 0,01 mg/L)	
H_2S	0,05 mg/L	chronique : 0,002 mg/L	---

modifié de Blais (1998)

où : DBO_5 Demande biochimique en oxygène
MES Matières en suspension
$N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$ Azote ammoniacal total
P_{total} Phosphore total
H_2S Sulfure d'Hydrogène

Le tableau 3 présente les données théoriques retenues pour la qualité en amont selon l'utilisation du territoire du bassin versant. Ces données théoriques sont basées sur les résultats obtenus dans le cadre de divers programmes de surveillance de la qualité de l'eau. Plus particulièrement, le MEF a mis sur pied, en 1986, un réseau de stations de suivi de la qualité de l'eau des rivières, le « réseau-rivières », pour évaluer l'impact du Programme d'assainissement des eaux sur la qualité de l'eau de 25 bassins versants jugés prioritaires (Painchaud, 1997).

Tableau 3 : Données théoriques de la qualité amont selon l'utilisation du territoire.

Paramètre	Appalaches et Bouclier canadien		Plaine argileuse de l'Abitibi
	Agricole	Forestier	
DBO_5 (mg/L)	1,0	0,4	0,4
MES (mg/L)	4,0	1,0	7,0
$N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$ (mg N/L)	0,03	0,02	0,02
P_{total} (mg P/L)		0,011	0,017

modifié de Blais (1998)

Le MEF peut aussi utiliser comme valeur pour la concentration en amont du rejet, la médiane des données réelles d'une station du réseau-rivières. Dans ce cas, la station utilisée doit être localisée assez près du projet évalué et le nombre de données doit être suffisant.

Les méthodes de calcul

On calcule un OER pour chaque contaminant qu'on prévoit rejeter dans l'effluent. Pour les stations piscicoles, le MEF n'a retenu, pour le moment, que certains paramètres conventionnels et toxiques, excluant *a priori* la plupart des substances toxiques, mais aussi les coliformes fécaux, les nitrites et nitrates, et la couleur. Les principaux paramètres concernés sont : demande biochimique en oxygène (DBO_5), matières en suspension (MES), azote ammoniacal total ($N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$), phosphore total ($P_{tot}$), sulfure d'hydrogène ($H_2S$), huiles et graisses. Les deux derniers paramètres ont été inclus à cette liste parce qu'ils sont pris en considération dans tous les cas.

Le calcul des OER est basé sur un bilan massique simple, de façon à ce que la charge de l'effluent, additionnée à la charge déjà existante en amont, respecte la charge maximale admissible à la limite d'une zone de mélange restreinte. Cette charge maximale admissible est la charge tolérable qui n'entraîne pas de dépassement des critères de qualité de l'eau. En général, la zone de mélange est d'une longueur maximale de 300 mètres. Pour les paramètres toxiques retenus ($N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$, H_2S), certaines contraintes supplémentaires peuvent s'appliquer limitant la zone de mélange.

Le principe de base du calcul de l'OER est donc :

Charge tolérable à l'effluent = Charge maximale – Charge amont

$$(Q_E \times C_E) = (Q_D \times \text{critère}) - (Q_{AM} \times C_{AM})$$

où : Q représente le débit
C représente la concentration

Le calcul des OER intègre donc la qualité des eaux en amont du point de rejet, le débit du cours d'eau en étiage, le débit de l'effluent et le critère de qualité de l'eau selon l'usage à protéger. Les critères de qualité pour protéger la santé humaine (organismes aquatiques seulement), la vie aquatique et la faune piscivore doivent toujours être respectés à la limite de la zone aval de la zone de mélange. Les critères de santé humaine (eau et organismes aquatiques) et d'activités récréatives et d'esthétique doivent être respectés au lieu spécifique de l'usage. Donc, lorsqu'un de ces usages se retrouve à l'intérieur de la zone de mélange, les limites en sont modifiées pour protéger cet usage.

Le MEF utilise deux méthodes ou approches principales pour le calcul des OER, basées sur la portée de l'impact des sources ponctuelles de pollution. La première approche est appelée locale ou de « l'aval immédiat ». Elle est basée sur le respect des critères de qualité de l'eau à l'aval immédiat (à la limite de la zone de mélange) de l'effluent. Cette méthode est utilisée dans la majorité des cas car elle offre suffisamment de protection pour le milieu aquatique.

Dans certains cas, on peut vouloir tenir compte de l'ensemble des sources ponctuelles de rejet d'un bassin versant ou d'un sous-bassin. On utilise alors une approche globale ou « la méthode des tronçons ». Cette méthode est utilisée lorsqu'on veut répartir l'effort de dépollution entre plusieurs ou tous les utilisateurs, ou encore lorsqu'on veut établir la charge à l'embouchure d'un cours d'eau à l'entrée d'un lac ou réservoir. Cette méthode est utilisée particulièrement pour les paramètres que le MEF considère conservatifs, comme la DBO_5 et le phosphore total. On applique donc la méthode globale à l'aval de chacune des sources de contamination, ou à l'endroit de chacun des usages à protéger. Le point critique où le taux de dilution est minimal déterminera la concentration à respecter pour toutes les sources situées en amont de ce point.

Lorsqu'on établit la charge admissible à l'amont immédiat d'un lac ou réservoir, il est nécessaire d'évaluer la capacité de support du lac pour vérifier si celui-ci peut accepter cette charge. Le MEF utilise dans ce cas le modèle développé en Ontario par P.J. Dillon (Dillon et Rigler, 1975 ; Dillon *et al.*, 1986). Ce modèle permet de calculer la capacité de développement d'un lac. Il est basé sur les apports annuels de P_{total} au lac, sur la quantité annuelle d'eau qui arrive au lac et sur la quantité annuelle de P_{total} qui reste dans le lac. Cette méthode permet d'évaluer la concentration moyenne en P_{total} dans le lac pendant la période sans glace. Avec cette valeur, on peut prédire la concentration en chlorophylle *a* et la transparence. La situation actuelle peut être calculée, mais on peut

aussi calculer la situation naturelle, avant tout développement. En comparant les valeurs obtenues, des décisions peuvent être prises sur le développement ultérieur du lac.

Le ministère de l'Environnement et de la Faune a publié un document expliquant les détails des méthodes de calcul des OER (MENVIQ, 1991, rév. 1996). De façon générale, le MEF calcule les OER en utilisant plusieurs méthodes, compare les résultats obtenus et retient la valeur la plus contraignante. Les OER s'appliquent différemment dans l'année selon les contaminants et les usages considérés. Le tableau 4 présente ces périodes d'application.

Tableau 4 : Période d'application des objectifs environnementaux de rejet.

Paramètre	Vie aquatique (rivière)	Esthétique (rivière)	Zone d'accumulation
DBO_5	Année	---	Année
MES	Année	15/05 – 15/12	Année
$N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$	15/05 – 14/11 15/11 – 14/05	---	---
P_{total}	15/05 – 14/11* 15/05 – 14/10*		Année
H_2S	Année	---	---
Huiles et graisses	---	Année	---

La période du 15 mai au 14 novembre s'applique à tous les cours d'eau du Québec à l'exception de ceux du versant nord du fleuve Saint-Laurent se déversant en aval du lac Saint-Pierre et ceux du versant sud à l'est de la rivière du Sud, pour lesquels la période du 15 mai au 14 octobre est retenue (Blais, 1998).

6. Réglementations applicables à la pisciculture

Il peut être intéressant de comparer les directives ou règlements appliqués au Québec avec les autres provinces ou pays producteurs de truites. Le tableau 5 présente les exigences au niveau des critères de qualité de l'eau au Québec, en Ontario et en France. Le tableau 6 présente les exigences au niveau du phosphore pour plusieurs provinces canadiennes et états américains.

Tableau 5 : Exigences dans différents pays ou provinces sur les critères de qualité de l'eau pour protéger la vie aquatique.

Paramètre (mg/L)	Québec [1]	Ontario [2]	France [3] (Cours d'eau classe 1A)
DBO_5	3,0	—	3,0
MES	+ 10,0	---	30,0
$N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$	0,76 à 1,77 (selon pH et T°)	0,02 (NH_3)	0,1 (NH_4)
NTK	—	---	1,0
$N\text{-}NO_2\text{-}NO_3$	40,0	—	-
P_{total}	rivières : 0,03 0,02 amont lacs lacs : +50% et 0,02 +50% et 0,01	rivières : 0,03 lacs : 0,02 0,01	-
O_2 dissous	>5,0 à 8,0 (selon T°)	>5,0 à 8,0 (selon T°)	>7,0

[1] MEF (1998)
[2] MOEE (1994)
[3] Gilbert (1998)

où : DBO_5 Demande biochimique en oxygène
MES Matières en suspension
$N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$ Azote ammoniacal total
NTK Azote total Kjeldahl
$N\text{-}NO_2\text{-}NO_3$ Azote des nitrites et nitrates
P_{total} Phosphore total

Tableau 6 : Critères de qualité de l'eau pour le phosphore dans différentes provinces canadiennes et états américains.

Province État	Critère en rivière (mg/L)	Critère en lac (mg/L)
Canada	aucun	aucun
Québec	0,03 0,02 amont de lacs	+ 50% et ≤ 0,02 mg/L (si 0,01≤conc. nat.≤0,02) + 50% et ≤ 0,01 mg/L (si conc. nat. < 0,01 mg/L)
Ontario	0,03	0,02 (si 0,01≤conc. nat.≤0,02) 0,01 (si conc. nat. < 0,01 mg/L)
Manitoba	0,05	0,025
Alberta	0,05	0,05
Colombie-Britannique	aucun	0,005 à 0,015
Minnesota (région nord)		0,015
Wisconsin région nord région centre région sud		 0,010 à 0,015 0,005 0,010 à 0,025
Maine		+ 0,0005 à 0,002
Vermont		0,010 à 0,025

tiré de MOEE, 1998

Le tableau 7 présente les directives ou règlement applicables aux activités piscicoles terrestres en Colombie-Britannique, en Alberta et au Danemark. En Ontario, il n'y a pas de directive applicable spécifiquement à la pisciculture. Les établissements terrestres doivent se conformer aux directives générales applicables à tout rejet en milieu aquatique. Dans ce cas, il y a une évaluation de la capacité de support du milieu récepteur, similaire au calcul des OER et on tient compte des limites technologiques pour le traitement des eaux. Pour les élevages en cages en Ontario, il n'y a présentement aucune directive applicable.

Tableau 7 : Directives ou règlements applicables aux activités piscicoles dans d'autres provinces ou pays.

Paramètre	Colombie-Britannique[1]	Alberta[2]	Danemark[3]
DBO_5	---	≤10 mg/L	+ 1 mg/L
MES	≤10 mg/L si Fd<20 ≤20 mg/L si Fd>20	≤25 mg/L	+ 3 mg/L
$N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$	---	0,26 à 5,0 mg/L ($N\text{-}NH_3$)	+ 0,4 mg/L
NTK	---	≤2,0 mg/L	+ 0,6 mg/L (azote total)
P_{total}	≤0,1 mg/L si Fd<20 ≤0,2 mg/L si Fd>20	0,08 à 0,15 mg/L ($TP\text{-}PO_4$) (0,026 à 0,05 mg/L P) ≤0,04 mg/L ($TdP\text{-}PO_4$) (0,013 mg/L $P_{dissous}$)	+ 0,05 mg/L
chlore	non détectable	---	
Aliment			
Conversion alimentaire			< 1:1
Énergie brute			> 24,3 MJ/kg
Énergie métabolisable			> 80% énergie brute
Azote total			< 9% poids sec
Phosphore total			< 1% poids sec
Poussières			< 1% poids sec

[1] Land-based fin fish waste control regulation, British Columbia Regulation 68/94.
[2] Summary of Alberta Standards and Monitoring Requirements, 1995.
[3] Gilbert (1998).

7. Évaluation des rejets par les stations piscicoles

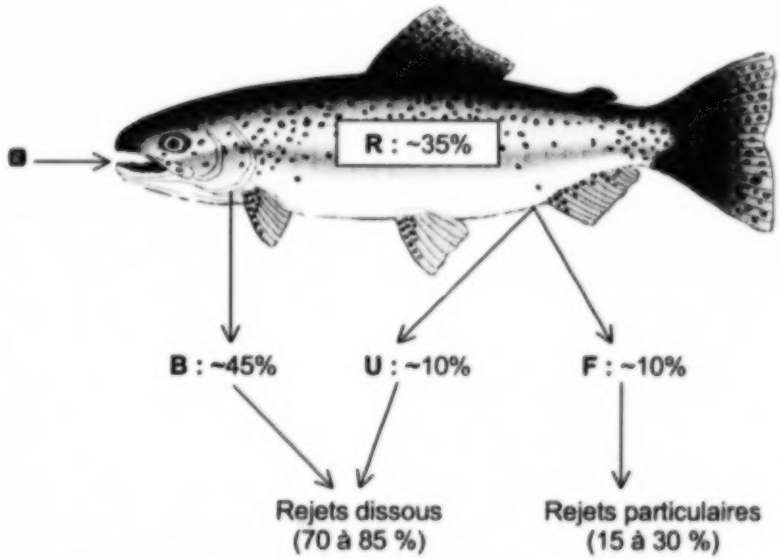
L'excrétion par les poissons

Les poissons ont besoin d'azote et de phosphore dans de nombreux processus métaboliques. Ces éléments sont apportés aux poissons par leur nourriture, mais ils ne sont pas absorbés ou digérés complètement. Il y en a donc une certaine quantité rejetée dans le milieu.

L'azote

L'azote est contenu surtout dans les protéines de l'aliment. La digestion transforme les protéines alimentaires en petits peptides et acides aminés qui, absorbés par l'intestin sont transportés par le sang vers le foie et les cellules. Les acides aminés ainsi procurés au poisson dépendent de la qualité de la protéine ingérée et peuvent avoir des conséquences non négligeables sur le comportement du poisson. En effet, outre leur transformation en protéines corporelles, leur utilisation comme source d'énergie et leur transformation en lipides et glucides, les acides aminés participent à d'autres conversions métaboliques dont certaines touchent le cerveau de l'animal (de la Noüe et Ouellet, 1992).

Le contenu en protéines de l'aliment influencera donc directement les rejets azotés des poissons. De l'azote ingéré, de 30 à 50 % est retenu pour la croissance, de 40 à 60 % est excrétée sous forme dissoute, tandis que de 10 à 25 % se retrouve dans les fécès (de la Noüe et Ouellet, 1992). La figure 3 présente un bilan global de l'azote pour la truite arc-en-ciel en utilisant des données moyennes publiées par Cho *et al.* (1991), Kaushik et Cowey (1991) et Azevedo *et al.* (1998).



Légende : B représente les pertes branchiales
U représente les pertes urinaires
F représente les pertes fécales
R représente la rétention dans le poisson

Figure 3 : Représentation schématique du bilan de l'azote chez la truite arc-en-ciel.

Les déchets métaboliques azotés sont constitués principalement de l'ammoniac qui est excrétée surtout par les branchies et dans l'urine. Une petite fraction d'azote (5 à 15 %) est aussi excrétée sous forme d'urée. 75 à 90 % de l'excrétion azotée dissoute est faite au niveau des branchies. Tous les auteurs s'entendent pour dire que l'excrétion d'ammoniac se fait principalement par diffusion passive sous forme de NH_3 (Kaushik et Cowey, 1991). Les déchets azotés solides proviennent de la dégradation de la protéine dans la nourriture non ingérée ou non digérée par le poisson. Ceux-ci sont de plus en plus faibles étant donné l'amélioration de la digestibilité des protéines utilisées dans la fabrication des aliments commerciaux.

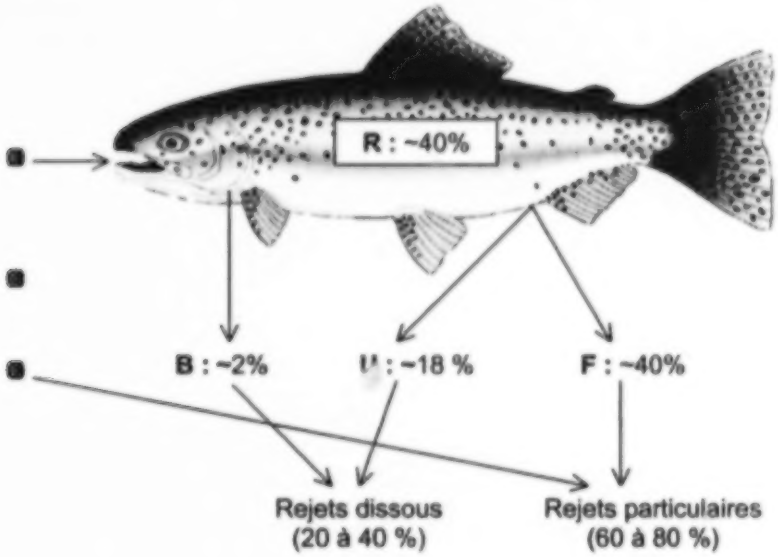
De nombreux paramètres influencent la production de rejets azotés par les poissons ; la forme d'excrétion d'azote et la quantité varient beaucoup selon les espèces, la température, la salinité, l'entassement des poissons et d'autres facteurs de stress. La quantité d'azote excrétée sous forme d'ammoniac diminue avec l'augmentation de la taille des poissons. La quantité d'aliment ingéré et le taux d'azote de la ration sont les éléments déterminants de la production d'ammoniac. Une augmentation de la quantité de lipides dans la ration permet aussi une diminution de l'excrétion d'azote, puisque les protéines sont alors moins utilisées comme source d'énergie. L'excrétion d'ammoniac varie aussi selon les périodes de la journée puisqu'elle est liée aux périodes d'ingestion de l'aliment (Dosdat, 1992a). Azevedo *et al.* (1998) ont montré qu'une augmentation de la température (de 6 à 15 °C dans leurs expériences) a amené une augmentation de la digestibilité apparente de la matière sèche, de l'azote et de l'énergie. Ceci a amené une réduction d'environ 40 % de l'excrétion des déchets solides totaux et azotés, mais l'excrétion des déchets azotés dissous n'a pas été affectée. De façon générale, de 18 à 29 % de l'excrétion des déchets azotés était sous forme solide, et de 71 à 82 % sous forme dissoute.

Le phosphore

Chez le poisson, le phosphore est concentré en majeure partie dans les arêtes, mais une part non négligeable se retrouve aussi dans les écailles. Tout le phosphore nécessaire aux poissons provient de leur alimentation. Le phosphore produit sera donc fonction de la quantité présente dans la nourriture. Le phosphore peut être d'origine animale (farine d'os, farine de poisson), végétale ou minérale. La digestibilité du phosphore est très variable selon les espèces et selon l'origine du phosphore. Le phosphore d'une farine de poissons de bonne qualité est digestible à 60 % par la truite arc-en-ciel (Dosdat, 1992b). Par contre, le phosphore d'origine végétale est sous forme de sels de calcium et de magnésium de l'acide phytique (aussi appelés phytate). Ce phosphore est très peu utilisable par les poissons (de 0 à 20 %) parce qu'ils n'ont pas l'enzyme phytase nécessaire pour les digérer (Lall,1991, Dosdat, 1992b).

Le phosphore ingéré est retenu par le poisson dans des proportions assez variables, selon la digestibilité de celui-ci dans l'aliment. Ainsi, Dosdat (1992b) affirme que le taux de rétention ne dépasse pas 30 %, et qu'il s'établit en moyenne à 20 %. Par contre, Cho *et al.* (1991) ont calculé un taux de rétention de 39 % en utilisant un modèle bioénergétique. Azevedo *et al.* (1998) ont obtenu des taux de rétention variant entre 38 et 55 % dans des expériences visant à étudier l'effet de la température et de la ration

alimentaire sur l'utilisation des nutriments. La figure 4 présente un bilan global du phosphore pour la truite arc-en-ciel en utilisant des données moyennes publiées par Cho *et al.* (1991), Dosdat (Dosdat, 1992b) et Azevedo *et al.* (1998).



Légende : B représente les pertes branchiales
U représente les pertes urinaires
F représente les pertes fécales
R représente la rétention dans le poisson

Figure 4 : Représentation schématique du bilan du phosphore chez la truite arc-en-ciel.

L'évacuation du phosphore se fait par le rein dans l'urine sous forme de phosphate inorganique et par les fécès sous forme particulaire à partir de la nourriture non digérée (Dosdat, 1992b). Une petite proportion (environ 10 %) du phosphore dissous est rejetée par les branchies (Dosdat, 1992b). Plusieurs auteurs rapportent que le phosphore excrété par le poisson se retrouve à environ 65 à 70 % lié aux particules (fécès, aliment non consommé) (Merican et Phillips, 1985 ; Stechey et Trudel, 1990 ; Cho *et al.*, 1991 ; Ackefors et Enell, 1994 ; Axler *et al.*, 1997). Par contre, d'autres chercheurs ont observé des proportions de phosphore dissous de 50 à 85 % du phosphore total (Bergheim *et al.*, 1984 ; Persson, 1991 ; Cripps ; 1995).

Il est généralement accepté que 60 à 80 % du phosphore est excrété par le poisson sous forme particulaire (Foy et Rosell, 1991 ; Dosdat, 1992b ; Ackefors et Enell, 1994). Mais plusieurs de ces auteurs rapportent une grande variabilité des données d'une expérience à l'autre. Cette variabilité est expliquée par les différences dans le contenu en phosphore dans l'aliment, ainsi que la forme sous laquelle il est présent dans l'aliment et dans les fécès (Lall, 1991 ; Dosdat, 1992b). En effet, la forme du phosphore influe beaucoup sur les temps de reminéralisation après son excrétion. Lall (1991) note que les fractions du phosphore liées au calcium sont insolubles, tandis que les fractions liées aux composés organiques seront dissoutes plus ou moins rapidement. Dosdat (1992b) rapporte que 26 à 48 % du phosphore présent dans les fécès est resolubilisé en 15 jours à 17°C dans un milieu renouvelé à raison de 50 % du volume par heure. Garcia-Ruiz et Hall (1996) ont montré avec des tests de laboratoire que 40 % du phosphore total compris dans les fécès et 12 % du phosphore de l'aliment non consommé peut passer en solution en 5 heures (figures 5 et 6).

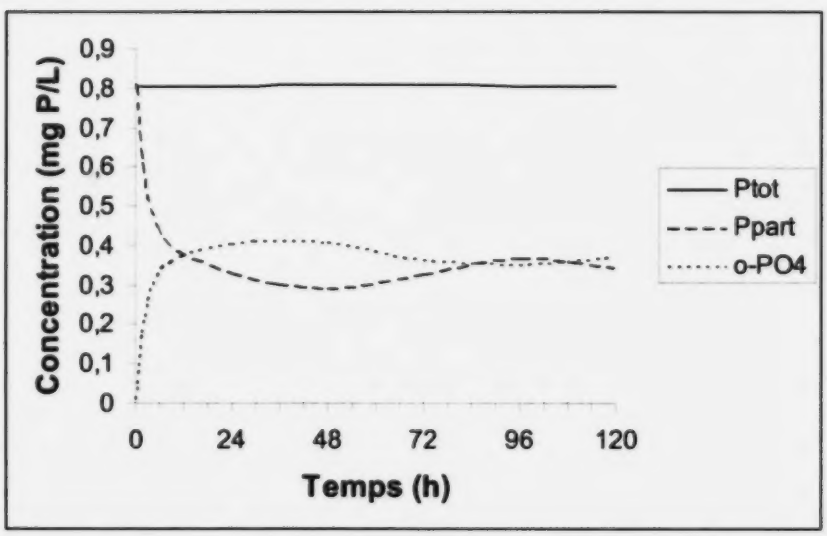


Figure 5 : Solubilisation du phosphore contenu dans des fécès de truites (d'après les données de Garcia-Ruiz et Hall, 1996).

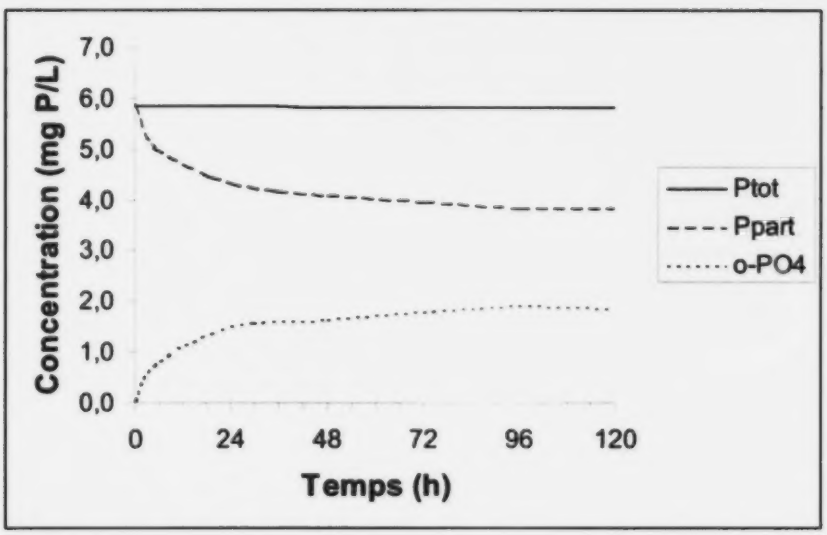


Figure 6 : Solubilisation du phosphore contenu dans des granulés d'aliments à truites (d'après les données de Garcia-Ruiz et Hall, 1996).

Calcul des rejets selon une méthode théorique

Plusieurs auteurs ont développé des modèles pour évaluer les rejets d'azote et de phosphore par les poissons. Dosdat (1992 a et b) passe en revue plusieurs de ces modèles, et les résultats sont assez variables. Ackefors et Enell (1990) utilise de simples bilans de masse pour calculer l'excrétion d'azote et de phosphore en fonction des quantités ingérées et de la composition des carcasses.

Pour calculer la production d'azote :

$$kg\ N = (A \times CN_a) - (Pr \times CN_p)$$

A	Aliment distribué (kg)
Pr	Gain de poids réalisé par le poisson (kg)
CN_a	Pourcentage en poids d'azote dans l'aliment (% protéines ÷ 6,25)
CN_p	Pourcentage en poids d'azote dans le poisson (3 %)

Pour calculer la production de phosphore :

$$kg\ P = (A \times CP_a) - (Pr \times CP_p)$$

A	Aliment distribué (kg)
Pr	Gain de poids réalisé par le poisson (kg)
CP_a	Pourcentage en poids de phosphore dans l'aliment
CP_p	Pourcentage en poids de phosphore dans le poisson (0,4%)

Cette méthode permet de calculer l'excrétion totale en azote et en phosphore, mais ne permet pas de chiffrer exactement les proportions particulaire et dissoute. En effet, ce modèle ne tient pas compte du pourcentage de digestibilité des différents ingrédients de l'aliment.

Les chercheurs de l'Université de Guelph ont développé un modèle plus précis, mais basé aussi sur l'aliment ingéré et sur la composition de la carcasse (Cho *et al.*, 1991, 1994 ; Cho et Bureau, 1997, 1998). Ce modèle bioénergétique, développé pour les aliments modernes, permet de déterminer la croissance des poissons, les normes d'alimentation, la rétention et l'excrétion d'azote et de phosphore. Pour opérer ce modèle, des déterminations précises du coefficient de croissance et des coefficients de digestibilité apparente et de rétention sont essentielles. Ceux-ci doivent être établis par des expériences biologiques en laboratoire et confirmés sur le terrain. Ces coefficients sont évidemment différents pour chaque stock de poisson et pour chaque aliment. L'utilisation de ce modèle demande donc des données de base qui ne sont pas facilement accessibles. Par contre, il permet une évaluation assez exacte de la proportion des rejets sous forme particulaire ou dissoute.

Les résultats de l'étude de caractérisation MAPAQ – A.A.Q. - MEF

Le principal désavantage des modèles précédents est qu'ils permettent d'évaluer les rejets par les poissons, mais non la qualité de l'effluent de la station piscicole puisqu'ils ne tiennent pas compte de la sédimentation dans les bassins d'élevage et des procédés de traitement des eaux usées. Peu d'études ont été faites pour chiffrer l'importance de ces facteurs, ce qui les rend assez difficiles à évaluer présentement.

Une étude de caractérisation des effluents piscicoles a été réalisée au Québec en 1996 et 1997 (Ouellet, 1998). Cette étude a été effectuée dans six stations piscicoles différentes. Celles-ci étaient des stations de grande taille opérant en combinaison des bassins circulaires, des raceways ou des étangs, et dont le seul traitement des effluents était un étang de sédimentation. Une première campagne d'échantillonnage a eu lieu à l'été 1996 et une deuxième, à l'hiver 1997. Des échantillons ont été récoltés à l'entrée d'eau neuve des stations piscicoles, à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation, et dans le cours d'eau récepteur, en amont et en aval de l'émissaire de la station piscicole. Les prélèvements à l'étang de sédimentation ont été faits de façon continue avec des échantillonneurs automatiques.

Tableau 8 : Concentrations moyennes à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation de 4 stations piscicoles.

Paramètre	Concentration (mg/L)			
	Affluent		Effluent	
	été	hiver	été	hiver
DBO_5 total	6,7	3,6	6,1	3,0
DBO_5 dissous	4,9	3,0	3,8	3,0
MES	9,6	5,2	5,6	3,7
MVS	5,0	3,0	3,4	2,2
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	1,4	0,8	1,4	0,7
NTK	2,1	1,4	2,0	1,3
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	0,04	0,04	0,04	0,03
P total	0,30	0,16	0,24	0,14
P dissous	0,17	0,10	0,15	0,09
Colif. totaux				52
Colif. fécaux				2

modifié de Ouellet (1998)

Les concentrations moyennes observées à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation pour les 2 périodes d'échantillonnage sont présentées au tableau 8. On observe que ces concentrations sont en général très faibles, et sont plus basses en hiver qu'en été. Ceci était un résultat attendu puisque l'intensité de l'alimentation est moindre avec les températures plus froides. Le pourcentage de variation dans les concentrations mesurées entre l'effluent et l'affluent de l'étang de sédimentation a été calculé pour évaluer l'efficacité du traitement actuel (tableau 9). Pour tous les paramètres, il y a eu une variation à la baisse dans l'étang de sédimentation. Cependant, ces valeurs étaient très variables d'une entreprise à l'autre. Ceci pouvait facilement s'expliquer par le fait que le temps de rétention, la configuration des étangs, de leurs entrées et sorties, étaient différents d'une entreprise à l'autre. En moyenne, les étangs de sédimentation ont enlevé 29 à 42 % des MES et 10 à 20 % du phosphore (tableau 9).

Tableau 9 : Efficacités moyennes des étangs de sédimentation de 4 stations piscicoles.

Paramètre	% de variation (effluent/affluent)	
	été	hiver
DBO_5 total	- 9,9	- 16,4
DBO_5 dissous	- 22,0	0
MES	- 42,2	- 28,7
MVS	- 33,2	- 28,2
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	- 4,8	- 9,5
NTK	- 4,4	- 7,0
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	- 4,4	- 28,1
P total	- 19,1	- 13,4
P dissous	- 10,1	- 12,3

modifié de Ouellet (1998)

Les données de l'étude de caratérisation ont aussi permis d'établir des standards de rejets en fonction de la quantité de nourriture distribuée (tableau 10). Ces données représentent donc une moyenne de ce qui se passe dans les entreprises commerciales. En appliquant les valeurs indiquées dans le tableau 10 aux quantités de nourriture prévues par une simulation de production, on obtient une évaluation moyenne des rejets pour différents paramètres. On pose évidemment l'hypothèse dans ce cas que l'entreprise opère dans des conditions similaires aux entreprises commerciales échantillonnées. Une telle méthode a l'avantage de comparer les données avec des stations piscicoles commerciales plutôt qu'avec des données de laboratoire. Cependant, pour rester fidèles à la réalité, ces données doivent être régulièrement révisées pour tenir compte des améliorations au niveau des aliments ou des méthodes de traitement des eaux usées. Pour ce faire, une nouvelle campagne d'échantillonnage doit donc être effectuée régulièrement, ce qui est dispendieux.

Tableau 10 : Bilans massiques moyens à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation de 4 stations piscicoles.

Paramètre	Bilan massique (g/kg d'aliment/jour)			
	Affluent		Effluent	
	été	hiver	été	hiver
DBO_5 total	112,4	111,6	101,3	90,1
DBO_5 dissous	80,8	92,3	63,8	90,2
MES	155,0	162,2	90,6	114,7
MVS	82,6	85,4	55,6	64,0
$N\text{-}NH_3\text{-}NH_4$	23,6	23,8	22,6	21,2
NTK	34,1	38,3	32,6	36,8
$N\text{-}NO_2\text{-}NO_3$	0,6	1,0	0,6	0,7
P total	4,9	4,7	4,0	3,9
P dissous	2,9	2,9	2,6	2,6

modifié de Ouellet (1998)

L'étude de caractérisation visait aussi à faire une évaluation préliminaire de l'impact des effluents piscicoles sur les cours d'eau récepteurs. Le tableau 11 présente une moyenne des concentrations observées en amont et en aval des émissaires. Les concentrations sont souvent très faibles et près des limites de détection, particulièrement en hiver. Pour la plupart des paramètres, il y a augmentation des concentrations de l'amont vers l'aval de l'émissaire des stations piscicoles. Les augmentations amont/aval les plus importantes sont pour l'azote ammoniacal et le phosphore total en été. Si on compare aux critères de qualité de l'eau du MEF (tableau 2), on observe des dépassements, dans les rivières en aval des émissaires des stations piscicoles, pour le phosphore en particulier. En hiver, les concentrations de phosphore sont à la limite du critère. Cependant, comme décrit plus haut, le phosphore est l'élément limitant de la croissance des plantes en eau douce et donc de l'eutrophisation des cours d'eau. Les efforts d'épuration des effluents piscicoles devront donc porter ultimement sur ce paramètre. Il s'agit cependant ici de valeurs moyennes. L'effort d'épuration pourra aussi être ajusté selon la capacité de dilution et d'absorption du milieu récepteur.

Tableau 11 : Concentrations moyennes observées dans les cours d'eau récepteurs de 5 stations piscicoles.

Paramètre	Concentration (mg/L)			
	Amont		Aval	
	été	hiver	été	hiver
DBO_5 total	5,5	1,8	5,5	2,6
DBO_5 dissous	3,9	1,3	4,0	1,6
MES	1,3	1,6	1,8	0,9
MVS	0,9	1,0	1,1	0,7
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	0,05	0,07	0,26	0,18
NTK	0,30	0,26	0,56	0,39
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	0,14	0,41	0,28	0,42
P total	0,02	0,02	0,05	0,03
P dissous	0,01	0,01	0,03	0,02
Colif. totaux	392	47	1255	62
Colif. fécaux	28	10	25	10

modifié de Ouellet (1998)

Comparaison des rejets piscicoles avec d'autres types d'industrie

Comme il est souvent cité dans la littérature (UMA Engineering, 1988 ; Stechey et Trudell, 1990 ; Westers, 1991 ; Cripps, 1994 ; Cripps et Kelly, 1995), il a aussi été observé, dans l'étude de caractérisation, que les effluents piscicoles sont très dilués par rapport à d'autres champs d'activité (Ouellet, 1998). Cripps (1994) a préparé un tableau comparatif indiquant des concentrations typiques de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels en Suède (tableau 12). On se rend compte qu'à cause des faibles concentrations dans les eaux de rejets des stations piscicoles, il peut être difficile de traiter ces eaux en prenant des méthodes développées pour des effluents industriels ou municipaux.

Tableau 12 : Concentrations de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels.

Type d'effluent	DBO_5 (mg/L)	MES (mg/L)	Azote total (mg/L)	P total (mg/L)
Pisciculture	8	14	1,4	0,125
Égout domestique				
faible	110	350	20	4
moyen	220	720	40	8
élevé	400	1200	85	15
Égout pluvial	14	170	3,5	0,350
Usine de pâte à papier	1800			
Usine de transformation de viande	640	300	3	

tiré de Cripps (1994)

Malgré ces faibles concentrations, les forts débits des entreprises piscicoles peuvent cependant amener une charge non négligeable localement dans le milieu récepteur, particulièrement si celui-ci est déjà enrichi. Le tableau 13 montre des exemples d'apports quotidiens de certains contaminants provenant de divers effluents. On constate que les apports massiques d'une station piscicole sont moindres que ceux d'une petite municipalité qui n'a pas de système de traitement des eaux. Ces apports peuvent aussi varier de façon importante entre les saisons, à cause du refroidissement des températures et donc de la prise alimentaire par les poissons.

Tableau 13 : Apports massiques de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels.

Type d'effluent	DBO_5 (kg/j)	MES (kg/j)	P total (kg/j)
Pisciculture (été)[1]	30	27	1,2
Pisciculture (hiver)[1]	9	11	0,4
Municipalité de 2000 habitants sans station d'épuration[2]	113	126	4,2
Charcuterie[2]	43	44	0,5
Usine laitière[2]	432	166	17,5

[1]Données moyennes pour une production de 50 t (calculé d'après Ouellet, 1998)
[2]Tiré de Robitaille (1995)

8. Méthodes de réduction des rejets de phosphore

Il a été montré précédemment que les efforts de traitement des effluents piscicoles devraient surtout viser la réduction de la charge en phosphore total, puisque cet élément contribue le plus à l'eutrophisation des milieux aquatiques d'eau douce et que les rivières réceptrices dépassaient le critère de qualité de l'eau pour ce seul paramètre (Ouellet, 1998). Comme une part importante du phosphore excrété par les poissons est liée aux particules (figure 4), l'enlèvement des matières en suspension (MES) doit aussi être considéré comme méthode de traitement. Par contre, il est très difficile d'essayer de traiter la partie dissoute du phosphore à cause des forts débits d'eau et des concentrations très faibles. Les méthodes développées pour traiter les effluents municipaux ou industriels ne peuvent être efficaces dans ce cas. Il est donc évident à partir de la figure 4 que la meilleure façon de réduire la quantité totale de phosphore rejeté est par un contrôle sur l'aliment.

Réduction à la source

Le phosphore rejeté provient de l'aliment donné au poisson. Selon Lall (1991), une stratégie de réduction des rejets en phosphore provenant des opérations aquicoles devrait être basée sur :

- la réduction de phosphore dans l'aliment sans affecter la croissance, la conversion alimentaire, la santé, la reproduction, etc. ;
- la sélection d'ingrédients et de suppléments alimentaires ayant une bonne biodisponibilité du phosphore ;

- la sélection de suppléments alimentaires ayant une bonne absorption du phosphore et une faible solubilité dans l'eau ;
- le développement d'aliments ayant une meilleure conversion alimentaire ;
- la réduction des pertes d'aliments.

Beaucoup de travail a déjà été accompli dans cette voie de réduction à la source. En Scandinavie, les émissions de phosphore sont passées de 31 kg par tonne de poissons produits en 1974 à 4,8 kg par tonne en 1994, soit une réduction de 85 % (Enell, 1995). Ceci a été obtenu grâce à des diminutions de 40 % du taux de conversion (de 2,08 à 1,25) et de 59 % de la concentration en phosphore dans l'aliment (de 1,7 à 0,7). Les aliments les plus récents ne produisent maintenant qu'environ 4,5 kg par tonne de production (Cho et Bureau, 1997). Les valeurs observées dans l'étude de caractérisation sont de cet ordre. Ces améliorations ont été permises au départ par l'amélioration des techniques de production des aliments, notamment par l'utilisation des procédés d'extrusion à partir de 1984, et de pulvérisation de surface en 1988 (Johnsen et Wandsvik, 1991). Ces techniques ont permis de produire des aliments ayant une meilleure stabilité physique, d'augmenter la quantité de lipides en remplacement d'une partie des protéines, d'améliorer la digestibilité des hydrates de carbone tout en diminuant leur quantité au strict nécessaire pour la cohésion des granulés. Ceci a rendu possible la production des aliments haute énergie ayant une meilleure efficacité alimentaire et produisant moins de déchets.

La figure 7 montre l'effet d'une réduction du contenu en phosphore dans l'aliment et d'une amélioration du taux de conversion alimentaire sur la réduction du phosphore rejeté. Dans cette figure, on suppose une digestibilité maximale du phosphore dans l'aliment. Ainsi, on voit, par exemple, qu'on peut diminuer les rejets de 30 % en utilisant un aliment à 1,0 % de phosphore au lieu de 1,3 %, avec un taux de conversion constant de 1,2. Si le taux de conversion était amélioré à 1,0, la réduction atteindrait près de 50 %. Une réduction significative des rejets en phosphore peut donc être atteinte sans investissement majeur dans des équipements, mais par une bonne gestion de l'aliment.

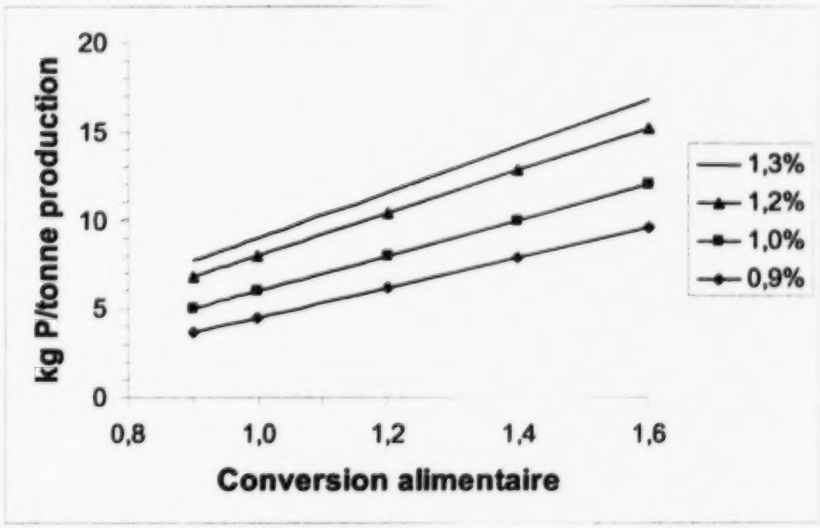


Figure 7 : Effet sur les rejets en phosphore du taux de conversion alimentaire et du contenu en phosphore dans l'aliment.

Des améliorations peuvent encore être apportées aux aliments par la diminution des proportions de farine de poisson dans les aliments et leur remplacement par des farines végétales à faible contenu de phosphore. Présentement, le phosphore dans ces farines est peu digestible par les poissons, ce qui empêche leur utilisation pour remplacer en forte proportion les farines de poisson. En effet, le phosphore d'origine végétale est sous forme de sels de calcium et de magnésium de l'acide phytique (aussi appelés phytate). Ce phosphore est très peu utilisable par les poissons (de 0 à 20 %) parce qu'ils n'ont pas l'enzyme phytase nécessaire pour les digérer (Lall,1991, Dosdat, 1992b). Ces enzymes pourraient être ajoutés à l'aliment, mais ils sont sensibles à la chaleur. Des technologies d'utilisation de ces enzymes devront être développées pour régler ce problème (Lall, 1991). Un projet dans ce sens vient d'ailleurs de débuter à l'Université Laval.

Une autre voie prometteuse, mais toujours expérimentale, est l'utilisation de suppléments à base de phosphore minéral (defluorinated rock phosphate) conjointement avec des farines végétales. Ce phosphore minéral est facilement absorbé par le poisson et est peu soluble (Lall, 1991). Ketola et Harland (1993) ont développé un aliment contenant ce supplément. Ils ont obtenu, dans des expériences avec des truites arc-en-ciel, une croissance équivalente à 86 % d'un aliment conventionnel tout en diminuant les rejets de phosphore de 40 à 51 %.

Réduction dans les effluents

Lorsque les effluents piscicoles sont rejetés dans un milieu récepteur sensible à l'eutrophisation, d'autres technologies doivent être examinées pour diminuer encore plus les rejets de phosphore. Dans une revue sur les méthodes de traitement du phosphore dans les effluents municipaux, Nutt (1991) conclut que celles-ci ne permettent pas d'atteindre de façon fiable des concentrations inférieures à 0,20 mg P/L. Or, les concentrations en phosphore dans les effluents piscicoles sont de cet ordre de grandeur (tableau 8). Des méthodes originales doivent donc être envisagées.

Enlèvement des MES

Environ 70 % du phosphore excrété par le poisson est lié aux particules (Lall, 1991 ; Dosdat, 1992b), mais une part non négligeable (25 à 50 %) de celui-ci peut être resolubilisée assez rapidement (Dosdat, 1992b ; Garcia-Ruiz et Hall, 1996) (figures 5 et 6). On peut donc conclure qu'un enlèvement rapide des matières en suspension (MES) permettrait de réduire le phosphore dans l'effluent (Westers, 1991, Hansen et Filion, 1993 ; Cripps et Kelly, 1995). Un traitement avant fractionnement des particules permettrait de réduire la solubilisation du phosphore et d'améliorer le rendement des techniques de sédimentation (Hansen et Filion, 1993).

Plusieurs auteurs ont passé en revue les différentes méthodes de traitement des effluents piscicoles (UMA Engineering, 1988 ; Hansen et Filion, 1993 ; Cripps, 1994 ; Cripps et Kelly, 1995 ; Lemarié, 1997). Ces auteurs rapportent que plusieurs méthodes sont peu utilisées en pisciculture parce que trop coûteuses à l'opération (hydrocyclone, centrifugeuse, écumage, filtre à sable), d'efficacités douteuses ou peu documentées (concentrateur tourbillonnant, écumage), d'entretien difficile (décanteur lamellaire, filtre à sable). De plus, ces méthodes entraînent souvent un fractionnement des particules augmentant ainsi le relâchement de nutriments dans l'eau.

Les méthodes de traitement retenues par ces auteurs sont la sédimentation et la filtration sur micro-tamis rotatif. Des zones de sédimentation ont l'avantage d'être assez peu coûteuses à installer et à opérer et il n'y a pas de fractionnement des particules. Selon Stechey et Trudell (1990), un étang de sédimentation bien conçu pourrait avoir une efficacité d'enlèvement des MES variant entre 80 et 90 %, et de 60 à 70 % pour le phosphore. Nous n'avons pas observé d'efficacité aussi élevée dans l'étude de caractérisation (Ouellet, 1998). Aucun étang n'était construit suivant le plan recommandé par Stechey et Trudell (1990) et nous n'avons pas vérifié si les superficies,

les débits spécifiques, les vitesses de courant et le type d'écoulement étaient conformes à leurs recommandations. Ces variables sont d'ailleurs beaucoup plus importantes que le temps de rétention pour obtenir une bonne efficacité de sédimentation (Stechey et Trudell, 1990 ; Hansen et Filion, 1993). Un examen plus poussé des étangs permettrait de vérifier ces points. Enfin, il faut noter que les établissements piscicoles commerciaux visités avaient des systèmes d'oxygénation par bullage dans les bassins, ce qui entraînait une fragmentation des particules et donc une moins bonne sédimentation.

Pour améliorer ces performances et éviter une remise en solution du phosphore, il faudrait procéder à un enlèvement des MES le plus rapidement possible. Hansen et Filion (1993) présentent une méthode d'enlèvement des MES dans les unités d'élevage qui pourrait avoir une efficacité d'enlèvement des MES variant entre 75 et 80 %. Cette méthode est applicable dans les raceways et dans les bassins circulaires et demande certaines conditions telles que la présence d'une zone de sédimentation représentant 15 % de la surface du bassin, l'absence d'aération et une capacité auto-nettoyante des bassins.

L'autre méthode reconnue la plus apte à l'élimination des MES est la filtration sur micro-tamis rotatif aussi appelé filtre à tambour (Cripps, 1994 ; Lemarié, 1997). Cripps et Kelly (1995) cite des efficacités d'enlèvement de 67 à 97 % des MES, 4 à 89 % de l'azote total et 21 à 86 % du phosphore total pour un filtre avec un tamis de 60 µm. Ces auteurs ont aussi observé que l'efficacité variait proportionnellement avec la quantité de déchets dans l'effluent. Moutounet (1995), dans des tests de comparaison de plusieurs modèles de filtres à tambour, a observé des rendements de 22 à 70 % d'enlèvement des MES. Thomas (1997) cite des efficacités d'enlèvement pouvant varier de 20 % dans le cas d'eaux peu chargées à 80 % dans le cas d'eaux très chargées en MES. Ces dernières données proviennent d'observations faites dans plusieurs stations piscicoles françaises. Elles confirment aussi que plus les eaux de rejets sont chargées en MES, plus le filtre à tambour sera efficace. Lemarié (1997) présente des résultats de Lamotte (1992) où les taux d'abattement des MES varie de 50 % avec un tamis de 60 µm à 40 % avec 63 µm et 30 % avec 80 µm. Il est difficile de comparer ces données provenant d'expériences faites dans des conditions souvent inconnues avec des filtres différents. Il est donc préférable de refaire des expériences dans des conditions typiques des entreprises québécoises pour vérifier l'efficacité de ce type d'équipement.

Bergheim *et al.* (1997, 1998) présente un système combiné de traitement des effluents et des boues qui a été installé dans une station de production de saumonneaux (*Salmo salar*) en Norvège. Le débit principal de la station est filtré dans une première batterie de filtres à tambour. Les eaux de lavage de ces filtres sont essorées dans un autre filtre à tambour et sont ensuite envoyées dans un bassin de sédimentation à fond conique. Les boues obtenues sont mélangées à de la chaux pour être stabilisées. L'enlèvement obtenu par les filtres à tambour serait de 70 à 75% pour les MES, 45 à 60 % pour le P_{total} et seulement 5 % pour l'azote total. L'efficacité d'enlèvement de tout le système serait d'environ 50 % des MES, 90 % des matières sédimentables, 25 % de l'azote total et 50 % du phosphore total. Un tel système pourrait être opérationnel dans nos conditions.

Autres méthodes

Une autre approche serait l'utilisation de marais artificiels à écoulement sous la surface avec un média filtrant contenant des ions ferreux ou d'aluminium. Une certaine déphosphatation serait alors possible par adsorption sur ces ions (Villeneuve et Maltais, 1994 ; Adler *et al.*, 1996b). Ceci serait aussi possible sur un média filtrant enrichi en calcium (Comeau, 1997). Drizo *et al.* (1997) ont obtenu des taux d'enlèvement de phosphore de 98 à 100 % avec un marais artificiel à écoulement sous la surface et utilisant du schiste argileux comme substrat. Des expériences sont menées dans une station piscicole au Québec pour vérifier l'efficacité d'un tel système dans l'enlèvement du phosphore dissous dans les eaux de lavage d'un filtre à tambour.

Une importante station piscicole danoise (95 tonnes de production annuelle, débit de 540 m^3/h) a installé en 1994 un système de traitement de ses effluents qui semble très efficace (Gilbert, 1998). Les effluents sont filtrés dans un filtre à tambour et ensuite dans un «filtre biologique» qui est un bassin raceway avec des micro-algues. L'effluent ainsi traité passe ensuite dans un long canal de décantation, et ensuite dans un étang de sédimentation final. Les eaux de lavage du micro-tamis passent dans une série de 3 bassins de décantation. L'efficacité d'abattement de ce système serait de 77 % pour la DBO_5, 100 % des MES, 84 % de l'azote total, 74 % de l'azote ammoniacal et 93 % du phosphore total. Nous avons cependant peu de détails sur les méthodes d'échantillonnage et d'analyse (Gilbert, 1998). Ces données doivent donc être analysées avec prudence, mais il y aurait lieu de pousser plus loin l'étude de ce système.

D'autres méthodes de traitement ont aussi été mises à l'essai. L'utilisation de lagunes ou de marais artificiels pourrait être envisageable pour diminuer les concentrations de phosphore dans les eaux de lavage des micro-tamis rotatifs ou dans les eaux surnageantes de silos et de bassins de sédimentation. Ces techniques ne peuvent cependant supporter de trop fortes charges hydrauliques et sont difficilement envisageables pour traiter tout le débit d'une station piscicole, à cause des superficies requises.

Des techniques de lagunage à haut rendement ont été essayées en France avec des effluents d'un élevage expérimental de truites arc-en-ciel (CEREMHER, 1993). Les rendements maximums obtenus pour l'abattement du phosphore total sont de 93 %. Mais les superficies demandées étaient très grandes et il est douteux qu'un tel système puisse fonctionner à l'année sous nos climats. Des techniques simples pourraient peut-être fonctionner au Québec pendant la période estivale et être suffisantes si le milieu récepteur ne demandait qu'un enlèvement saisonnier du phosphore.

Une autre technique mise à l'essai aux États-Unis est la production maraîchère dans des serres hydroponiques (Adler *et al.*, 1996a). Cette technique a permis d'enlever 99 % du phosphore dissous d'un effluent piscicole de truites arc-en-ciel, et d'amener les concentrations à moins de 0,001 mg/L à partir de concentrations initiales de 0,5 mg/L. Le taux maximal d'enlèvement de phosphore était cependant de 100 mg P/m^2-jour, en utilisant une technique de rotation des cultures dans les serres. Selon Rakocy et

Hargreaves (1993), cette technique pourrait être envisageable pour les stations piscicoles en recirculation, mais pas pour celle en circuit ouvert à cause de la trop grande dilution des effluents.

Adler *et al.* (1996b) ont aussi mis à l'essai une technique de marais artificiel à écoulement horizontal avec récolte bi-hebdomadaire de la croissance des plantes en surface. Ceux-ci ont obtenu des rendements supérieurs à 90 % pour l'enlèvement du phosphore total. Cette technique n'est cependant pas applicable sous nos climats.
Une autre méthode est présentement en développement à l'Université Laval, qui vise à utiliser des cyanobactéries non-toxiques pour enlever les nutriments dissous. Les premières expériences ont permis d'atteindre des taux d'enlèvement de 82 % de l'azote ammoniacal et 85 % de l'orthophosphate dissous (Dumas *et al.*, 1998). Ces essais doivent être poursuivies dans des conditions réelles.

9. Conclusion

La production piscicole au Québec a augmenté constamment depuis 20 ans, et de façon plus importante, dans les 5 dernières années. Pour rentabiliser leur production, les pisciculteurs ont dû intensifier leur production, ce qui a amené une augmentation des rejets dans l'environnement. Les effluents des stations piscicoles sont très dilués, mais les débits impliqués sont importants. Comme toute activité humaine, la pisciculture peut avoir des impacts sur le milieu récepteur. Cependant, lorsqu'on compare cette activité à d'autres, la pisciculture n'est pas particulièrement polluante. Le seul contaminant pouvant avoir un impact négatif sur le milieu est le phosphore qui peut amener l'eutrophisation de milieux sensibles.

Une gestion optimale de l'alimentation des poissons est la façon la plus efficace de diminuer les rejets de phosphore dans l'environnement. Cependant, dans les milieux sensibles, un traitement plus poussé peut être nécessaire. Étant donné les faibles concentrations de phosphore dans les effluents piscicoles, les méthodes classiques de déphosphatation utilisés dans les municipalités ne peuvent être utilisées comme telles. Des méthodes alternatives de traitement doivent donc être développées et mises à l'essai, ce qui permettra peut-être de développer la pisciculture sur des sites présentement trop sensibles.

Références

Ackefors, H. et M. Enell. 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. Journal of Applied Ichthyology, 10 : 225-241.

Adler, P.R., S.T. Summerfelt, D.M. Glenn et F. Takeda. 1996a. Evaluation of the effect of a conveyor production strategy on lettuce and basil productivity and phosphorus removal from aquaculture wastewater. Environmental Research Forum, 5-6 : 131-136.

Adler, P.R., S.T. Summerfelt, D.M. Glenn et F. Takeda. 1996b. Evaluation of a wetland system designed to meet stringent phosphorus discharge requirements. Water Environment Research, 68 (5) : 836-840.

Axler, R.P., C. Tikkanen, J. Henneck, J. Schuldt et M.E. McDonald. 1997. Characteristics of effluent and sludge from two commercial rainbow trout farms in Minnesota. The Progressive Fish-Culturist, 59 : 161-172.

Azevedo, P.A., C.Y. Cho, S. Leeson et D.P. Bureau. 1998. Effects of feeding level and water temperature on growth, nutrient and energy utilization and waste outputs of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquatic Living Ressources, 11 (4) : 227-238.

Bergheim, A., S.J. Cripps et H. Liltved. 1998. A system for the treatment of sludge from land-based fish-farms. Aquatic Living Ressources, 11 (4) : 279-287.

Bergheim, A., J. Ronhovde et H. Mundal. 1997. Efficient sludge treatment for land-based fish farms. Fish Farming International, 24 (4) : 30-32.

Bergheim, A., H. Hustveit, A. Kittelsen et A.R. Selmer-Olsen. 1984. Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. II. Investigations 1980-1981. Aquaculture, 36 : 157-168.

Blais, S. 1998. Bases des principales méthodes de calculs des objectifs environnementaux de rejet (OER) pour les paramètres conventionnels (*a priori* concernés par des effluents de piscicultures). Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. Document déposé au groupe de travail sur les exigences environnementales applicables à la pisciculture, Québec, 7 mai 1998. 30 p.

CEREMHER. 1993. Effluents piscicoles - traitement et recyclage par techniques lagunaires. CEREMHER, Mèze, France. 165 p.

Cho, C.Y. et D.P. Bureau. 1997. Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding. The Progressive Fish Culturist, 59 : 155-160.

Cho, C.Y. et D.P. Bureau. 1998. Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. Aquatic Living Ressources, 11 (4) : 199-210.

Cho, C.Y., J.D. Hynes, K.R. Wood et H.K. Yoshida. 1991. Quantitation of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods ; the development of high nutrient dense (HND) diets. DANS : C.B. Cowey et C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 37-50.

Cho, C.Y., J.D. Hynes, K.R. Wood et H.K. Yoshida. 1994. Development of high-nutrient-dense, low-pollution diets and prediction of aquaculture wastes using biological approaches. Aquaculture, 124 : 293-305.

Comeau, Y. 1997. Communication personnelle. École polytechnique de Montréal, département de génie civil, C.P. 6079, succ. Centre-ville, Montréal (Québec), H3C 3A7.

Correll, D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters : a review. Journal of Environmental Quality, 27 : 261-266.

Cripps, S.J. 1994. Minimizing outputs: treatment. Journal of Applied Ichthyology, 102 : 84-294.

Cripps, S.J. 1995. Serial particle size fractionation and characterisation of an aquacultural effluent. Aquaculture, 133 : 323-339.

Cripps, S.J. et L.A. Kelly. 1995. Effluent treatment to meet discharge consents. Trout News, 20 : 15-24.

de la Noüe, J. et G. Ouellet. 1992. Élevage des salmonidés, fascicule 5 : Nutrition. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec, 38 p.

Dillon, P.J. et F.H. Rigler. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 32 (9) : 1519-1531.

Dillon, P.J., K.H. Nicholls, W.A. Scheider, N.D. Yan et D.S. Jeffries. 1986. Lakeshore capacity study, trophic status. Ontario Ministry of Municipal Affairs, Research and Special Projects Branch, Toronto, 89 p.

Dosdat, A. 1992a. L'excrétion chez les poissons téléostéens : I - Azote. La pisciculture française, 108 : 25-40.

Dosdat, A. 1992b. L'excrétion chez les poissons téléostéens : II - Le phosphore. La pisciculture française, no. 109 : 18-29.

Drizo, A., C.A. Frost, K.A. Smith et J. Grace. 1997. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. Water Science Technology, 35 : 95-102.

Dumas, A., G. Laliberté, P. Lessard et J. de la Noüe. 1998. Biotreatment of fish farm effluents using the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. Aquacultural Engineering, 17 : 57-68.

Enell, M. 1995. Environmental impact of nutrients from Nordic fish farming. Water Science Technology, 31 : 61-71.

Foy, R.H. et R. Rosell. 1991. Fractionation of phosphorus and nitrogen loadings from a Northern Ireland fish farm. Aquaculture, 96 : 31-42.

Gangbazo, G. 1997. Contrôle de la pollution diffuse agricole par l'approche des objectifs environnementaux de rejet. Vecteur Environnement, 30 (4) : 25-31.

Garcia-Ruiz, R. et G.H. Hall. 1996. Phosphorus fractionation and mobility in the food and faeces of hatchery reared rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquaculture, 145 : 183-193.

Gilbert, É. 1998. La pisciculture et le développement durable en France et au Danemark, rapport de mission du 3 au 17 décembre 1997. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale de l'Estuaire et des Eaux intérieures, Nicolet. Tome 1 : 45 p., Tome 2 : 221 p.

Hansen, L. et G. Filion. 1993. Traitement des rejets des stations piscicoles du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Rapport déposé au ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec. 56 p. + 4 annexes.

Johnsen, F. et A. Wandsvik. 1991. The impact of high energy diets on pollution control in the fish farming industry. DANS : C.B. Cowey et C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 51-63.

Kaushik, S.J. et C.B. Cowey. 1991. Dietary factors afecting nitrogen excretion by fish. DANS : C.B. Cowey et C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 3-19.

Ketola, H.G. et B.F. Harland. 1993. Influence of phosphorus in rainbow trout diets on phosphorus discharges in effluent water. Transactions of the American Fisheries Society, 122 : 1120-1126.

Lall, S.P. 1991. Digestibility, metabolism and excretion of dietary phosphorus in fish. DANS : C.B. Cowey et C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 21-36.

Lemarié, G. 1997. Les rejets particulaires des élevages de poissons : caractéristiques et méthodes d'élimination. La pisciculture française, 127 : 2-11.

Merican, Z.O. et M.J. Phillips. 1985. Solid waste production from rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, cage culture. Aquaculture and Fisheries Management, 1 : 55-69.

Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). 1990 (rév. 1992). Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'expertise scientifique, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec, 148 p.

Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). 1991 (rév. 1996). Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique. Ministère de l'Environnement du Québec, Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, Québec, 26 p.

Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). 1998. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosytèmes aquatiques, Québec, 387 p.

Ministry of Environment and Energy (MOEE). 1994. Water Management : Policies, Guidelines, Provincial Water Quality Objectives. Ministry of Environment and Energy, Ontario, 42 p.

Ministry of Environment and Energy (MOEE). 1998. Rationale for a revised phosphorus criterion for precambrian shield lakes in Ontario. Ministry of Environment and Energy, Standards Development Branch, Ontario. Document de travail.

Moccia, R.D. et D.J. Bevan. 1996. Aquastats 1995 - Ontario aquacultural production in 1995 and situation outlook. Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, Aquaculture Extension Centre No. 96-001, 4 p.

Morin, R. 1997. Lois et règlements relatifs à l'aquaculture d'eau douce. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction de l'innovation et des technologies, Québec. Document d'information STPED – 04, 12 p.

Morin, R. 1998. La production piscicole au Québec. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction de l'innovation et des technologies, Québec. Document d'information STPED – 02, 7 p.

Moutounet, Y. 1995. Traitements des matières en suspension et valorisation des boues de pisciculture : principaux résultats d'expérimentations. La pisciculture française, 122 : 11-17.

New, M.B. 1997. Aquaculture and the capture fisheries, balancing the scales. World Aquaculture, 28 (2) : 11-30.

Nutt, S.G. 1991. A review of approaches to achieve low effluent phosphorus concentrations. Water Pollution Research Journal of Canada, 26 : 495-547.

Ouellet, G. 1998. Caractérisation des effluents de stations piscicoles québécoises. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction de l'innovation et des technologies, Québec. Document de recherche 98/06, 40 p.

Painchaud, J. 1997. La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. 58 p.

Persson, G. 1991. Eutrophication resulting from salmonid fish culture in fresh and salt waters : Scandinavian experiences. DANS : C.B. Cowey et C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 163-185.

Rakocy, J.E. et J.A. Hargreaves. 1993. Integration of vegetable hydroponics with fish culture : a review. DANS: Wang J. (editor). 1993. Techniques for modern aquaculture. Proceedings of an Aquacultural Engineering Conference, 21-23 June 1993, Spokane, Washington, USA. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI., p. 112-136.

Robitaille, P. 1995. Qualité des eaux du bassin de la rivière Etchemin, 1979 à 1994. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, rapport no. QE-103, Envirodoq no. EN950563. 43 p. + 8 annexes.

Simoneau, M., L. Pelletier et N. Martel. 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement, pages 1.1 à 1.34. DANS : Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq no. EN980022.

Stechey, D. et Y. Trudell. 1990. Aquaculture wastewater treatment : wastewater characterization and development of appropriate treatment technologies for the Ontario trout production industry. Rapport préparé par Canadian Aquaculture Systems pour Ministry of Environment, Environmental Services, Water Ressources Branch, Toronto, Ontario. 88 p. + 5 annexes.

Thomas, B.-M. 1997. L'utilisation des filtres à tambour devrait se généraliser. Aqua-Revue, No 70 : 29-31.

UMA Engineering Ltd. 1988. Waste water treatment in aquaculture facilities. Rapport déposé à Ministry of Environment, Water Reasources Branch, Toronto, Ontario. 61 p. + 3 annexes.

Villeneuve, R. et P. Maltais. 1994. Conception de systèmes de traitement des eaux usées municipales québécoises à partir de marais artificiels. Sciences et techniques de l'eau, 27 (3) : 45-54.

Westers, H. 1991. Operational waste management in aquaculture effluents. DANS : C.B. Cowey et C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 231-238.

Wetzel, R.G. 1983. Limnology, 2nd edition. CBS College Publishing, New York, 860 p.